EXAMEN DE L'APPLICABILITÉ DU MODÈLE D'INDICE DE QUALITÉ DE L'HABITAT (IQH) ET DU MODÈLE D'OUTIL D'ÉVALUATION DE L'HABITAT POUR L'ÉVALUATION DES CARACTÉRISTIQUES DE L'HABITAT DE LA TRUITE FARDÉE VERSANT DE L'OUEST ET DE LA PRODUCTIVITÉ ASSOCIÉE

1.0 Contexte

Teck Coal Limited (ci-après appelé le « promoteur ») a proposé le développement de trois nouvelles zones d'exploitation houillère, ce qui agrandirait les zones d'exploitation existantes de Line Creek, de Coal Mountain et de Fording River, toutes situées à proximité de Sparwood en Colombie-Britannique. L'évaluation environnementale (ÉE) provinciale pour la phase II du projet d'agrandissement de Line Creek est terminée et les travaux de construction sont en cours. L'ÉE provinciale ou fédérale pour la phase II des projets d'agrandissement de Fording River et de Coal Mountain est en cours. La majorité des projets de développement proposés sont réalisés dans les bassins hydrographiques de Dry Creek, de Lake Mountain Creek et de Wheeler Creek respectivement. Le promoteur dispose actuellement de deux autorisations délivrées en vertu de la *Loi sur les pêches* associées aux activités de Line Creek, qui nécessitent la détermination de mesures de « compensation » pour contrebalancer les dommages graves causés aux poissons qui sont considérés comme des espèces visées par une pêche commerciale, récréative ou autochtone. L'une des principales espèces visées par une pêche commerciale, récréative ou autochtone dans la région de Fording River est la truite fardée versant de l'ouest, *Oncorhynchus clarkii lewisi*. La truite fardée versant de l'ouest est un poisson d'eau douce populaire auprès des pêcheurs récréatifs de l'ouest du Canada et est une ressource halieutique gérée par la province de la Colombie-Britannique. La population de la truite fardée versant de l'ouest de la Colombie-Britannique a été inscrite comme espèce préoccupante par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). La truite fardée versant de l'ouest est également considérée comme une espèce représentative de la santé générale de l'écosystème, en raison de ses exigences strictes en matière d'habitat (COSEPAC 2006).

Les mesures de compensation proposées pour ces développements exigent une évaluation de la rivière Fording et de ses affluents afin d'acquérir une meilleure compréhension des populations de truites fardées versant de l'ouest et des habitats limitants qui influent sur la productivité. Dans le cadre de cette évaluation, le promoteur a élaboré et présenté un modèle d'indice de qualité de l'habitat (IQH) et un modèle d'outil d'évaluation de l'habitat qui font actuellement l'objet d'un examen par le Programme de protection des pêches (PPP). Dans le contexte d'autorisation en vertu de la *Loi sur les pêches*, le Programme de protection des pêches examinera les modèles proposés afin de déterminer s'ils sont convenables en tant qu'outils pour évaluer les effets du projet et les avantages potentiels des mesures de compensation.

En général, les indices de qualité de l'habitat sont des courbes utilisées pour quantifier et évaluer la qualité de l'habitat d'une espèce donnée, en se basant sur la sélection des conditions

particulières connues de l'habitat pendant des périodes précises du cycle biologique de l'espèce (Bovee 1986). Les courbes de l'indice de qualité de l'habitat (IQH) ne s'appliquent donc qu'aux stades biologiques et aux zones précisés dans le modèle et pour lesquels des données de terrain ont été obtenues. En l'absence de telles données de terrain, les courbes de l'IQH des autres régions ont été adaptées et appliquées dans certains cas. Il se peut cependant que les renseignements liés à l'IQH ne soient pas pertinents pour d'autres régions, habitats ou espèces (Larocque *et al.* 2014). En outre, l'approche statistique utilisée pour intégrer les courbes individuelles sous forme d'indices composites pour obtenir un modèle d'IQH complet produira différentes estimations de la qualité de l'habitat.

L'outil d'évaluation de l'habitat est un modèle de population qui fait le lien entre les changements dans l'abondance de la truite fardée versant de l'ouest et les changements de l'état de l'habitat ou des mesures de gestion. Ces modèles peuvent être utilisés pour évaluer les incidences potentielles des modifications de l'habitat sur la croissance, le taux de survie, la fécondité, la migration ou à la capacité biotique. Les tendances de la population peuvent être extrapolées dans le temps. Le modèle pourrait même intégrer des modèles d'IQH comme moyen de lier les caractéristiques de l'habitat aux processus des populations.

La province de la Colombie-Britannique a fourni au promoteur des examens et des conseils supplémentaires au sujet de l'élaboration et de l'application du modèle d'indice de qualité de l'habitat (IQH) et du modèle d'outil d'évaluation de l'habitat, ainsi que des validations consécutives des deux modèles dans le cadre d'examens techniques informels et de leur participation aux activités du projet Swift et du groupe de travail sur le poisson et l'habitat du poisson de Fording River. Les modèles IQH et d'outil d'évaluation de l'habitat ainsi que l'évaluation des modèles par le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique ont été présentés au Comité de gestion du poisson et de l'habitat du poisson de la vallée de l'Elk, qui est composé du promoteur, des représentants des organismes de réglementation provinciaux et fédéraux et des Premières Nations Ktunaxa.

Le Programme de protection des pêches (PPP) demande l'aide de la Direction des sciences pour évaluer plus en détail la pertinence de l'IQH en tant qu'outil pour quantifier la qualité de l'habitat et de l'outil d'évaluation de l'habitat comme outil pour prévoir la réaction des espèces visées par les pêches commerciales, récréatives et autochtones à diverses stratégies de gestion éventuelles, dans le contexte des obligations réglementaires de Pêches et Océans Canada (MPO) d'examiner les incidences liées au projet sur le poisson et l'habitat du poisson visé par les pêches commerciales, récréatives et autochtones. L'objectif de la présente réponse des Sciences est d'examiner l'information fournie à propos de la modélisation susmentionnée dans la « validation du modèle de qualité de l'habitat de la truite fardée versant de l'ouest » (Golder Associates), et « l'outil d'évaluation de l'habitat pour la population de la truite fardée versant de l'ouest du cours supérieur de la rivière Forging » (Ecofish Research Ltd.) en vue d'atteindre les objectifs suivants :

1. Examiner les intrants, les paramètres et les hypothèses de l'indice de qualité de l'habitat (IQH), puis offrir des conseils concernant le caractère adéquat de la version 5 des modèles d'IHQ comme mesures substitutives de la productivité des pêches en tenant compte des incidences liées au projet sur la truite fardée versant de l'ouest et son habitat et des mesures de compensation correspondantes. Une discussion sur les incertitudes et les lacunes en matière de données doit avoir lieu.
2. Examiner les intrants, les paramètres et les hypothèses de l'outil d'évaluation de l'habitat et offrir des conseils concernant le caractère adéquat de l'outil pour déterminer les habitats limitants et évaluer la réponse de la population face aux stratégies de gestion et

aux mesures de compensation éventuelles concernant la truite fardée versant de l'ouest du cours supérieur de la rivière Fording. Une discussion sur les incertitudes et les lacunes en matière de données doit avoir lieu.

3. Fournir un sommaire des recommandations et des conseils conformes aux récentes directives nationales concernant l'utilisation de ces outils comme un indicateur approprié des projets futurs pour déterminer la productivité des pêches en tenant compte des incidences liées au projet sur le poisson et l'habitat du poisson visé par les pêches commerciales, récréatives et autochtones et des propositions de compensation correspondantes.

La présente réponse des Sciences découle du processus de réponse des Sciences d'août 2015 sur l'Examen de l'applicabilité du modèle d'indice de qualité de l'habitat (IQH) et du modèle d'outil d'évaluation de l'habitat pour l'évaluation des caractéristiques de l'habitat de la truite fardée versant de l'ouest et de la productivité associée.

2.0 Renseignements de base

Le promoteur a proposé le développement de nouvelles zones d'exploitation houillère qui agrandiraient les zones de Line Creek, Coal Mountain et Fording River (figure 1). Les développements proposés comprennent une expansion d'environ 1 100 hectares près de la limite nord de la zone d'exploitation existante de Line Creek, à environ 22 km au nord-est de Sparwood, dans le sud-est de la Colombie-Britannique. Le promoteur estime que le projet de développement proposé permettrait de produire 52 millions de tonnes métriques de charbon propre sur une période d'environ 20 ans (moyenne de 2,6 millions de tonnes par année) et devrait générer environ 600 millions de m^3 de roches stériles. La majorité du projet de développement proposé est réalisée dans le bassin hydrographique de Dry Creek, un affluent de la rivière Fording.

Le projet d'agrandissement de Coal Mountain nécessiterait une expansion des activités de Coal Mountain de 1 000 hectares, à 20 km au nord de l'installation existante qui est située à environ 15 km au sud de Sparwood, en Colombie-Britannique. Le promoteur estime que le projet de développement proposé permettrait de produire 76,5 millions de tonnes métriques de charbon propre sur une période d'environ 34 ans (moyenne de 2,25 millions de tonnes par année) et devrait générer environ 510 millions de m^3 de roches stériles. La majorité du projet de développement proposé est réalisée dans le bassin hydrographique de Wheeler Creek, un affluent du ruisseau Michel.

En outre, le promoteur a proposé de développer une nouvelle zone d'exploitation adjacente aux activités existantes de Fording River, un agrandissement de 1 200 hectares, à environ 20 km au nord-est d'Elkford, dans le sud-est de la Colombie-Britannique. Le promoteur estime que le projet de développement proposé permettrait de produire 175 millions de tonnes métriques de charbon propre sur une période d'environ 25 ans et devrait générer environ 1 500 millions de m^3 de roches stériles. La majorité du projet de développement proposé est réalisée dans le bassin hydrographique du ruisseau Fording, un affluent de la rivière Elk.

La truite fardée versant de l'ouest a été observée dans la rivière Fording et dans le ruisseau Michel (affluents de la rivière Elk), et leurs affluents respectifs qui comprennent les ruisseaux Line, Dry, Swift, Kilmarnock, Henretta, Fish Pond, Clode, Lake Mountain, Wheeler et Snowslide. La demande de certificat d'évaluation environnementale du promoteur pour les activités de Fording River mentionne les principaux éléments des projets susceptibles d'avoir une incidence sur le poisson et l'habitat du poisson :

- *« La possible destruction ou la modification permanente de l'habitat du poisson dans l'affluent découlant de la mise en œuvre d'un système de gestion des eaux de ruissellement, du développement de la mine à ciel ouvert et de l'installation de roches stériles;*
- *Les éventuels changements de débits et de niveaux des eaux touchées par le système de gestion de l'eau de ruissellement, le développement d'une mine à ciel ouvert et l'installation de roches stériles, pouvant avoir une incidence sur la quantité, la qualité ou la connectivité de l'habitat de la truite fardée versant de l'ouest. » (Préface et sommaire, p. 159.)*

Les incidences potentielles sur le poisson et l'habitat du poisson liées aux développements proposés, ainsi que les mesures de compensation proposées pour ces développements, ont été déterminées en partie selon les descriptions de la qualité et de la quantité de l'habitat tirées des modèles de l'IQH et de l'outil d'évaluation de l'habitat utilisés par le promoteur. Le modèle de l'IQH a ensuite été validé à partir des données d'études sur le terrain pour évaluer dans quelle mesure les courbes du modèle de l'IQH représentaient bien les relations relatives à la qualité de l'habitat dans les cours d'eau de ce bassin.

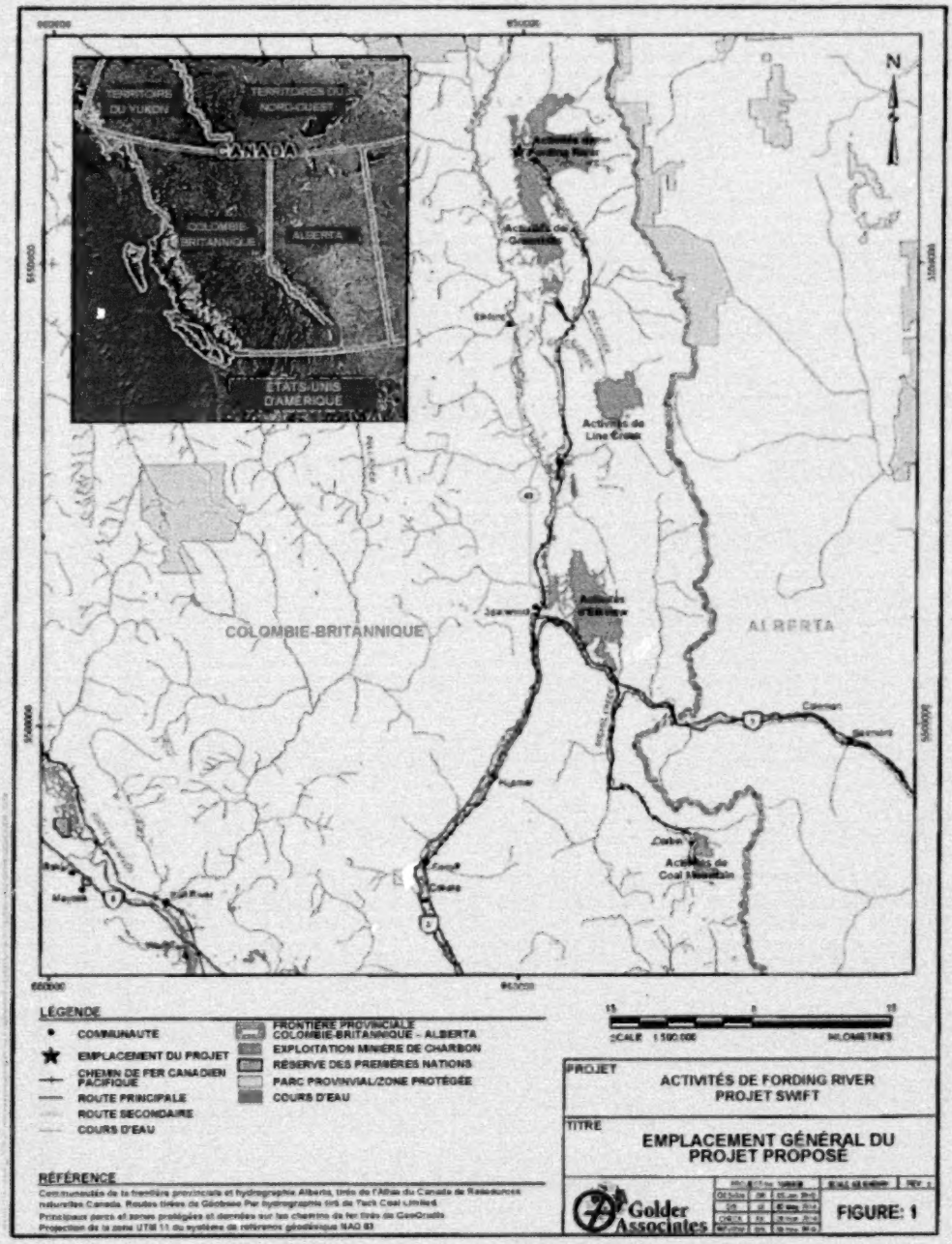

Figure 1. Emplacements généraux des projets d'agrandissement proposés par Teck Coal Ltd. pour les zones d'exploitation existantes de Line Creek, Fording River et Coal Mountain. Tirés de la « demande de certificat d'évaluation environnementale soumis par Teck Coal Limited dans le cadre des activités du projet Swift de Fording River »; disponible sur le site Web du bureau d'évaluation environnementale de la province de la Colombie-Britannique.

3.0 Analyse et réponse

Les réponses de la Direction des sciences de Pêches et Océans Canada aux trois objectifs de l'examen imposés par le Programme de protection des pêches (PPP) du MPO (voir Contexte ci-dessus) sont présentées en détail ci-après. Les documents suivants fournis par le promoteur ont été passés en revue pour la formulation de la présente réponse :

- Les résultats de la validation du modèle de qualité de l'habitat de la truite fardée versant de l'ouest de 2012-2014, rapport nº 1412994, Golder Associates, juin 2015. Ci-après appelé le « rapport de validation ».
- E. Smyth, M. Sparling et T. Hatfield. Outil d'évaluation de l'habitat pour la population de la truite fardée versant de l'ouest du cours supérieur de la rivière Fording. Le rapport d'expert-conseil préparé à l'intention de Teck Coal Limited par Ecofish Research Ltd., en date du 22 août 2014 Ci-après appelé le « rapport sur l'outil d'évaluation de l'habitat ».

La Politique d'investissement en matière de productivité des pêches (MPO 2013) fournit une orientation sur l'établissement de mesures de compensation en présence de graves dommages inévitables aux poissons. Les dommages résiduels graves sont déterminés une fois que toutes les mesures d'évitement et d'atténuation ont été appliquées. Si l'on comprend la nature des dommages résiduels graves causés aux poissons, il est alors possible d'estimer les conséquences sur la productivité des pêches et, indirectement, de caractériser l'importance du poisson visé pour la productivité continue des pêches commerciale, récréative et autochtone, article 6(a) de la *Loi sur les pêches*. Les *dommages résiduels graves causés aux poissons* constituent la perte qu'il est nécessaire de contrebalancer par les mesures de compensation proposées.

Un avis scientifiques sur la façon de caractériser les dommages graves causés aux poissons dans le contexte de la productivité des pêches, ainsi que pour l'élaboration de mesures de compensation, a été fourni (Bradford *et al.* 2013; Randall *et al.* 2013, Clarke et Bradford 2014, Bradford *et al.* Manuscrit non publié[1]). Les dommages graves aux poissons sont classés en fonction des répercussions ayant une incidence sur la quantité et la qualité de l'habitat, et de celles qui entraînent des transformations de l'écosystème. Dans le cas des projets où les dommages graves sont localisés et les mesures de compensation proposées sont conçues pour remplacer la perte de productivité dans la zone immédiate des impacts du projet, les changements à la qualité ou à la quantité de l'habitat peuvent être évalués par des mesures fondées sur l'habitat. Si l'habitat de compensation est identique à celui touché par le projet, une simple évaluation de la zone d'habitat peut alors suffire à déterminer les exigences en matière de compensation. Dans d'autres cas, la fonction ou la capacité de production de poissons de l'habitat pourrait faire l'objet d'un examen, et un indice de la qualité de l'habitat en fonction d'un modèle d'habitat quantitatif peut servir à calculer la superficie utilisable pondérée (SUP), selon les recommandations de Bradford *et al.* (manuscrit non publié[1]). En fait, il est important de souligner que les mesures de compensation sont conçues pour contrebalancer les dommages graves en apportant des avantages à la même espèce touchée par les répercussions du projet.

Dans les situations où il s'agit d'autres types de mesures de compensation ou de mesures qui profiteront à d'autres populations que celles exposées aux dommages résiduels graves, l'accent

[1] Bradford, M.J., Smokorowski, K.E. Clarke, K.D., Keatley, B.E., et Wong, M.C.(2015). Equivalency metrics for the determination of offset requirements for the Fisheries Protection Program. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Manuscrit non publié.

devra être fondé sur la population, plutôt que sur l'habitat, pour évaluer les mesures de compensation et déterminer si les mesures proposées constituent le bon contrepoids aux dommages graves sur le plan de la productivité des pêches.

La transformation de l'écosystème se rapporte aux situations dans lesquelles des écosystèmes entiers sont changés en profondeur, que ce soit par la destruction, par une modification importante ou par un autre type de transformation (p. ex., de rivière à réservoir). Dans ces cas, on s'attend à ce que les répercussions perturbent une proportion importante des populations, et l'évaluation des effets doit prendre en compte les changements de productivité des pêches (ou d'un substitut connexe) par une évaluation des changements aux processus des populations qui nuisent à la productivité. Dans certains cas, un rapport relativement simple entre l'habitat et la production suffira, et en d'autres cas, un modèle de population qui tient compte des effets du projet sur les indices vitaux des poissons (croissance, survie, migration et reproduction) sera nécessaire. Un tel modèle peut être de nature qualitative (p. ex. un diagramme des influences) ou quantitative (une analyse numérique ou une simulation). Le choix des espèces ou des communautés à examiner dans l'analyse sera orienté par les objectifs de gestion des pêches pour la région (MPO 2013).

Les lignes directrices sur l'utilisation de modèles pour la gestion de l'habitat sont fournies par De Kerkhove *et al.* (2008), Minns *et al.* (2011), et Poesch *et al.* (2012). Comme la plupart des projets auront une incidence sur l'habitat, l'établissement d'un lien entre les habitats et la production de poissons devient indispensable à l'application réussie de modèles de population. Les modèles les plus précis utiliseront des renseignements propres au site sur l'habitat, l'abondance du poisson et d'autres caractéristiques biologiques servant à estimer les changements dans les populations de poissons associés au développement et à faire des prévisions sur les avantages apportés par les mesures de compensation proposées. Des modèles comportant moins de données propres au site devront utiliser des renseignements régionaux ou à plus grande échelle et auront un degré de précision inférieur; dans ces cas, les exigences en matière de compensation peuvent être haussées en raison du risque plus élevé (MPO 2013).

3.1 Évaluation du modèle d'indice de qualité de l'habitat (IQH)

3.1.1 Contexte de l'outil IQH

L'indice de qualité de l'habitat (IQH) est un indice couramment utilisé pour décrire la qualité de l'habitat du poisson (Bovee 1986). Un IQH peut s'appuyer sur le jugement professionnel ou sur des études publiées sur le cycle biologique (catégorie I), sur des données relatives à l'utilisation de l'habitat en fonction de la fréquence de l'existence de l'habitat dans les conditions réellement utilisées par différentes espèces et divers stades biologiques dans un cours d'eau (catégorie II), ou sur des données relatives à la préférence de l'habitat qui combinent l'analyse de la fréquence de catégorie II avec des renseignements supplémentaires sur la disponibilité de l'habitat dans le tronçon d'échantillonnage (catégorie III).

Les courbes de l'IQH peuvent correspondre à de nombreuses variables abiotiques pour l'habitat, comme la profondeur de l'eau, la vitesse, le substrat, la température, l'oxygène dissous, etc. Pour une variable de l'habitat donnée, la courbe de l'IQH représente le degré de préférence affiché par le poisson sur la gamme complète des conditions environnementales observées dans un tronçon de cours d'eau. En général, les données sur ces variables sont obtenues depuis des positions stratégiques où le poisson était présent et absent, comme l'ont déterminé les observations visuelles (p. ex., plongée avec tuba). Ensuite, l'IQH est calculé en tant que ratio du pourcentage d'utilisation de l'habitat (pourcentage des poissons observés qui

ont utilisé cet éventail de variables) par rapport au pourcentage de disponibilité (pourcentage de la superficie de la rivière caractérisée par cet éventail de variables) de ces conditions environnementales (Vadas et Orth 2001). Les valeurs de l'IQH varient généralement de 0 (faible) à 1 (excellent habitat). En l'absence de telles données sur le terrain, il est possible d'utiliser les opinions d'experts ou d'appliquer les courbes de l'IQH provenant d'autres régions (IQH adapté). Cependant, l'information sur l'IQH adapté ne sera pas nécessairement appropriée pour d'autres régions, habitats, espèces ou stades biologiques (Larocque *et al.* 2014).

Après l'établissement des courbes individuelles de l'IQH correspondant à différentes variables abiotiques de l'habitat, on calcule normalement un IQH composite (figure 2) en utilisant différentes approches statistiques (Ahmadi-Nedushan *et al.* 2006). L'IQH composite est par la suite utilisé en combinaison avec les modèles fondés sur l'habitat et la méthode hydrologique (p. ex., système de simulation de l'habitat physique [PHABSIM], River2D) afin de créer des cartes de qualité de l'habitat et pour calculer la superficie utilisable pondérée (SUP). Après quoi, des estimations de la SUP peuvent être intégrées à la méthode de calcul hydrobiologique (IFIM) et utilisées pour prédire les gains ou les pertes d'habitat imputables aux développements du projet ou aux prélèvements d'eau (Stalnaker *et al.* 1995).

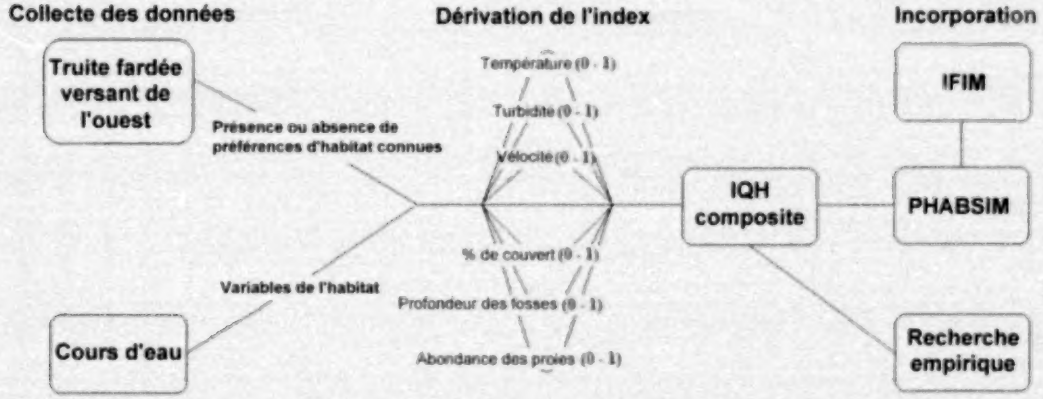

Figure 2. Un processus généralisé de conception et d'utilisation d'indices de qualité de l'habitat et leur incorporation dans d'autres outils d'évaluation environnementale d'après De Kerckhove et al. (2008).

Comme l'IQH attribue une valeur biologique aux composantes de l'habitat, il constitue un outil utile pour la modélisation spatiale et la simulation de l'écosystème. Les modèles d'IQH sont largement utilisés pour évaluer le risque de pertes d'habitat pour une population ou un individu (Stalnaker *et al.* 1995). Toutefois, sans vérification des prévisions du modèle, ceux-ci présentent peu d'intérêt. Par conséquent, la validation du modèle de l'IQH constitue une étape importante. Dans un premier temps, la validation peut comprendre la vérification des courbes individuelles de l'IQH, mais plus important encore, il faudra procéder à l'évaluation de l'IQH composite et de la SUP par rapport aux données indépendantes sur les présences réelles du poisson.

3.1.2 Examen des intrants, des paramètres et des hypothèses des courbes de l'IQH et analyse de leur pertinence comme substituts de la productivité des pêches

Bien que les courbes de l'IQH élaborées par le promoteur aient fait l'objet de nombreux examens, certaines des préoccupations majeures soulevées par les organismes de réglementation et les Premières Nations, ainsi que par le sous-comité du groupe de travail sur le poisson et l'habitat du poisson, demeurent à l'égard des résultats présentés dans le rapport de validation. Les principales lacunes de la validation sont décrites ci-dessous.

Le rapport de validation ne décrit pas clairement la façon dont l'information tirée des courbes de l'IQH sera appliquée pour quantifier les pertes d'habitat et déterminer les mesures de compensation. Le rapport indique que l'IQH a été élaboré en tant qu'outil pour décrire l'habitat du poisson et sa qualité, de même que pour prévoir les pertes et les gains d'habitat. La méthode privilégiée pour atteindre cet objectif, telle que décrite plus haut, serait d'élaborer un IQH composite et, au moyen d'une combinaison de données empiriques et de modèles d'habitat et hydrologiques, d'intégrer l'information dans des cartes de qualité de l'habitat et de calculer les superficies utilisables pondérées qui feraient ensuite l'objet d'une validation.

Il semble toutefois que l'objectif soit plutôt d'alimenter les indices de qualité de l'habitat directement dans l'outil d'évaluation de l'habitat. Cependant, le rapport de validation décrit seulement la validation de courbes isolées de qualité de l'habitat et ne précise pas la façon dont les courbes individuelles seront intégrées pour décrire l'habitat du poisson et la qualité en vue de prévoir les pertes et les gains d'habitat. Le manque de détails en ce qui concerne les prochaines étapes de chacune des courbes de l'IQH nuit à l'évaluation de la pertinence de ces courbes.

De plus, le rapport de validation ne fait pas mention des limites importantes associées à l'utilisation de l'IQH. Par exemple, un modèle d'IQH ne tient pas compte de la relation et de l'importance de l'habitat de l'affluent et du cours principal à différents stades du cycle biologique d'une espèce de poisson mobile comme la truite fardée versant de l'ouest (Anderson *et al.* 2006). Il est probable que, selon les différents stades biologiques, la truite fardée versant de l'ouest utilise différents habitats dans le bassin versant de la rivière Elk, soit ceux des affluents et ceux du cours principal de la rivière. La destruction d'un affluent peut donc avoir une incidence sur l'ensemble de la population de la truite fardée versant de l'ouest, car il pourrait être impossible de remplacer les composantes perdues de l'habitat dans l'affluent par le cours principal. Dans le rapport, rien n'indique que cette contrainte a été prise en compte ou qu'elle sera prise en compte à l'avenir.

Le moment choisi pour exécuter le programme sur le terrain et la sélection du site pourraient être inappropriés. Selon les données fournies par le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, la température de l'eau commence à diminuer en octobre, donc le *moment choisi* pour effectuer l'échantillonnage sur le terrain, c'est-à-dire octobre, semble tard pour bien décrire l'habitat de croissance des tacons et des adultes dans cette région géographique. Le refroidissement de l'eau entraînera assurément chez la truite fardée versant de l'ouest juvénile des modifications de comportement de diurne à nocturne, ainsi qu'un changement entre un habitat de croissance à un habitat de protection (Heggenes *et al.* 1993). C'est pourquoi le mois d'octobre semble inapproprié pour décrire l'habitat de croissance estival.

La modélisation de la qualité de l'habitat exige, d'une part, des courbes d'IQH liées aux différents stades biologiques des principales espèces et, d'autre part, la synchronisation de périodes d'importance biologique au cours desquelles ces stades surviennent (Geer 1987). Les périodes d'importance biologique – c'est-à-dire les périodes où un stade biologique donné se

présente ou survient dans un habitat en particulier et pour lesquelles la modélisation de l'habitat pour ce stade biologique est pertinente – n'ont pas été définies pour la truite fardée versant de l'ouest dans le bassin versant de la rivière Elk. Un graphique de périodicité type d'une espèce comprend les périodes d'importance biologique et les dates des périodes pour lesquelles la modélisation de l'habitat est pertinente selon un stade biologique donné (tableau 1). Un tel graphique illustrant les plages des périodes d'importance biologique de la truite fardée versant de l'ouest est requis pour déterminer si le mois d'octobre constitue une période d'échantillonnage appropriée pour décrire l'habitat de croissance des tacons.

Tableau 1. Graphique généralisé de périodicité des espèces mettant en évidence les périodes d'importance biologique en fonction des stades biologiques d'intérêt.

		Stade biologique				
		Frai	Croissance			Hivernage
BSP	Date		Alevin	Tacon	Adulte	
1	s. o.	x				
2	s. o.		x			
3	s. o.			x	x	
4	s. o.					x

En ce qui a trait à la *sélection de site*, très peu de renseignements sont fournis sur les critères utilisés dans le processus de sélection. Par exemple, la description de la sélection de site ne faisait aucune mention de sites sélectionnés dans des zones susceptibles d'être modifiées de façon permanente par le développement ou si des sites de référence avaient été choisis. Les incertitudes soulevées à l'égard du moment et de la sélection de sites font en sorte de réduire le degré de confiance envers la pertinence de l'acquisition de données et des données acquises visant à valider les courbes de l'IQH.

Les modèles d'IQH, tels qu'ils sont décrits par le promoteur, ne représentent pas un substitut approprié de la productivité des pêches si l'on considère les répercussions liées au projet sur la truite fardée versant de l'ouest et ses habitats. Dans l'évaluation des incidences environnementales, les modèles d'IQH sont généralement considérés comme une mesure appropriée pour quantifier l'habitat du poisson (Bradford *et al.* manuscrit non publié[1]); toutefois, le lien pour établir un rapport entre la quantité ou la qualité de l'habitat du poisson et la productivité est moins évident (Hayes *et al.* 2009). Bien que l'importance de l'habitat pour la viabilité des populations de poissons soit généralement reconnue, et que la protection et la restauration de l'habitat soient des éléments courants des programmes de gestion des pêches, il reste encore à savoir jusqu'à quelle proportion de l'habitat (le cas échéant) peut être perdue avant de constater un effet perceptible sur la productivité des pêches. Étant donné que d'autres recherches sont nécessaires à ce stade-ci pour quantifier le lien entre l'état de l'habitat et les paramètres de productivité, pour élaborer des modèles de prévision, le modèle d'IQH décrit par le promoteur devrait reconnaître les limites associées à sa capacité de prévoir la productivité et les réponses de la population à la modification de l'habitat.

Les récentes modifications législatives apportées à la *Loi sur les pêches* sont axées sur la conservation, la durabilité et la productivité continues des pêches commerciales, récréatives et autochtones du Canada, plutôt que sur la protection de l'habitat du poisson. Tandis que les méthodes d'évaluation de la quantité et de la qualité de l'habitat du poisson, fondées sur les indices de qualité de l'habitat, sont bien établies, de nouvelles méthodes pourraient s'avérer nécessaires pour évaluer la productivité continue des pêches. On a proposé de recourir à des modèles d'habitat bioénergétiques pour évaluer la qualité de l'habitat en utilisant le gain

énergétique net (GÉN) du poisson (De Kerckhove *et al.* 2008, Larocque *et al.* 2014). Étant donné que les modèles d'habitat bioénergétiques intègrent des variables physiques et des variables biologiques, comme la disponibilité de la nourriture, ils renforcent la capacité de quantifier la qualité de l'habitat au regard des modèles d'IQH (Rosenfeld *et al.* 2005). Qui plus est, les modèles d'habitat bioénergétiques sont des modèles mécanistes, ayant une relation de cause à effet entre les variables, plutôt que d'avoir un rapport corrélatif comme les modèles d'IQH. Par conséquent, une méthode de modélisation de l'habitat bioénergétique peut s'avérer un meilleur indicateur de la productivité des pêches que ne le sont les modèles d'IQH. Les modèles bioénergétiques ont bien été élaborés pour expliquer l'utilisation de l'habitat par un éventail d'espèces aquatiques, notamment la truite fardée (Jenkins et Keeley 2010), mais l'absence d'outils de modélisation facilement accessibles et la forte demande de renseignements propres au site et à l'espèce constituent à ce stade-ci une entrave à une utilisation commerciale élargie des modèles d'habitat bioénergétiques pour des études d'impact sur l'environnement.

Recommandations

- Calculer un IQH composite qui illustre les interactions entre les préférences relatives à la profondeur, à la vitesse et au substrat, combiner l'IQH avec un modèle hydrologique afin d'estimer la qualité et la quantité de l'habitat et de valider les résultats du modèle par rapport aux observations sur le terrain.
- Établir les périodes d'importance biologique pour la truite fardée versant de l'ouest résidant dans le bassin versant de la rivière Elk.
- Détailler le processus et les critères de sélection des sites d'étude sélectionnés et l'objet de l'étude (p. ex., site touché, de référence ou témoin) de chaque site sélectionné.
- Dans le cadre de l'analyse de données, étudier des données plus pertinentes pour la prévision des densités de poissons, telles que la température de l'eau et l'oxygène dissous, recueillies pendant le programme sur le terrain.
- Des modèles complexes d'habitat bioénergétiques, s'appuyant sur une vaste gamme de variables abiotiques (température de l'eau, concentration d'oxygène dissous) et biotiques (densité des prédateurs, disponibilité de la nourriture), pourraient s'avérer des outils plus appropriés pour décrire adéquatement la qualité de l'habitat et ses liens avec la densité des poissons, la valeur adaptative et la productivité.

3.1.3 Examen de la validation

Comme la validité des courbes d'IQH est essentielle à la précision des résultats du modèle, un accent particulier est mis sur la validation des courbes d'IQH et sur l'évaluation de la méthode utilisée pour effectuer la validation. Les principales lacunes de la validation sont décrites ci-dessous.

Aucune validation n'est présentée pour un IQH composite. Des efforts considérables ont été consacrés à la validation de courbes unidimensionnelles de qualité de l'habitat comme le démontre le rapport de validation. Sur une période de trois ans, on a étudié 29 sites distribués sur une aire de répartition géographique très étendue et, dans de nombreux cas, la validation de courbes unidimensionnelles de qualité de l'habitat constituait un vaste processus d'analyse et d'enquête. Cependant, le promoteur ne fournit aucun détail sur le processus selon lequel chaque courbe unidimensionnelle de qualité de l'habitat sera intégrée ou à la façon dont la validation d'un IQH composite sera ensuite effectuée. Par exemple, d'énormes efforts ont été déployés pour déterminer avec exactitude la taille du substrat selon la « méthode Wolman de

caractérisation du substrat à l'aide du dénombrement de 100 particules », où l'on mesure l'axe intermédiaire b (2e plus long) de 100 particules (Harrelson *et al.* 1994). Ces données ont été utilisées pour déterminer le D_{50}, c'est-à-dire la taille de particule dont 50 % des particules sont de taille égale ou inférieure (Harrelson *et al.* 1994).

La validation des courbes unidimensionnelles de qualité de l'habitat relatives à la vitesse, à la profondeur et au substrat à différents stades du cycle biologique de la truite fardée versant de l'ouest générées d'après des opinions d'experts peuvent être considérées comme une première étape dans le processus de validation; cependant, le rapport de validation ne comprend pas de modèle de l'IQH ni de validation de ce modèle.

La méthode choisie pour valider les courbes ne suit pas la norme (Bovee 1986). Il existe deux grandes lacunes associées à la méthode couramment utilisée pour établir et valider les courbes d'IQH. *La méthode d'acquisition de données n'est pas conforme à la norme*. En effet, la méthode utilisée pour générer les intrants des courbes de préférence relatives à l'habitat de croissance des alevins, des juvéniles et des adultes n'est pas conforme à l'approche normalisée et acceptée; par exemple, aucun relevé en plongée n'a été effectué et aucune donnée sur les microhabitats (profondeur, vitesse) n'a été recueillie (Bovee 1986, 1998). Le promoteur a plutôt effectué une pêche à l'électricité pour relever des échantillons d'appauvrissement-enlèvement à trois passes avec des filets de rétention et a mesuré les variables de l'habitat le long de la section transversale se trouvant au milieu du site ou aux endroits où l'équipe de terrain avait relevé les conditions les plus représentatives de la zone bloquée. Puisque la méthode de pêche à l'électricité a été utilisée, il est peu probable que les prises de truite fardée versant de l'ouest aient été effectuées sur des sites d'alimentation ou de protection. En outre, l'habitat physique n'a pas été mesuré à une position stratégique du poisson.

L'analyse de données établissant un lien entre la densité de poissons et la qualité de l'habitat servant à la validation des courbes n'est pas conforme à la norme. On a utilisé la densité des poissons pour valider les courbes d'IQH plutôt que des données sur la présence ou l'absence. Bien qu'en certaines circonstances la densité des poissons soit un indicateur valable pour décrire la qualité de l'habitat, ce ne peut être le cas dans la présente analyse des données, car la densité des poissons est influencée par divers facteurs biotiques et abiotiques; on ne peut donc arriver à des prévisions précises à l'aide d'une seule variable biotique dans le processus de validation (tableau 2). Sans compter que dans le cas particulier des salmonidés juvéniles territoriaux, la densité des poissons ne peut constituer un indicateur fiable de la qualité de l'habitat, car les individus dominants occupent la portion de l'habitat de meilleure qualité et poussent les autres vers un habitat de qualité inférieure et à densité plus élevée (Rosenfeld, 2003).

Par conséquent, cette méthode est susceptible d'introduire des erreurs dont on ignore l'ampleur et l'impact sur la qualité de l'habitat, ainsi que sur les prévisions de qualité et de quantité de l'habitat. Et même si le programme sur le terrain pour valider les courbes d'IQH s'est échelonné sur trois ans, l'utilisation d'une méthode marginale consistant à établir un rapport entre la densité des poissons et les caractéristiques de mésohabitats procure un nombre relativement faible d'observations. Cette taille de l'échantillon plutôt restreinte est également prise sur une aire de répartition hydraulique limitée, à tel point que les courbes d'IQH peuvent seulement être validées en partie, par exemple, la courbe d'IQH de frai pour la profondeur de l'eau n'a pu être appuyée pour des profondeurs d'eau de plus de 0,6 m.

Sans la démonstration voulant que cette méthode (densité des poissons sur une méso-échelle) produise des résultats identiques ou comparables à la méthode conventionnelle (présence ou

absence du poisson sur une micro-échelle), on ne peut guère accorder de confiance à la valeur des données présentées pour valider les courbes d'IQH selon les opinions d'experts.

La relation entre les courbes de l'IQH et les données de terrain n'ont pas fait l'objet d'une évaluation sur le plan statistique. L'association entre les courbes individuelles de l'IQH et les observations correspondantes sur le terrain a été décrite (tableau 2), mais aucune évaluation statistique objective n'a été effectuée pour quantifier l'adéquation du modèle avec les données. Sans méthode quantitative pour évaluer la correspondance des observations sur le terrain avec les courbes de l'IQH présentées, la confiance accordée aux résultats est limitée.

Tableau 2. Concordance entre les données sur le terrain et les courbes de l'IQH des densités de poissons estimées à différents stades biologiques de la truite fardée versant de l'ouest.

	Courbes d'IQH			
Stade biologique	Profondeur	Vitesse	Substrat	Abri
Frai	Une certaine concordance, mais plus faible que prévu, profondeurs allant de 0,6 à 1,5 m non validées	Écart, les données indiquent une préférence inférieure à ce qui était prévu par la courbe de l'IQH	Certaine concordance	s. o.
Alevin – croissance	Concorde, mais plus faiblement que prévu	Concorde, mais plus faiblement que prévu	Concordance mauvaise	s. o.
Tacon – croissance	Concordance mauvaise	Concordance mauvaise	Concordance mauvaise	Certaine concordance
Adulte – croissance	Concordance mauvaise	Concordance mauvaise	Concordance mauvaise	Concordance mauvaise
Hivernage	s. o.	s. o.	Concordance mauvaise	s. o.

Lien faible entre l'adéquation du site et la densité de poissons. Dans la section 3.2.1.2 du rapport de validation (adéquation du site et densité des poissons), une analyse de régression quantile est présentée pour évaluer la relation entre les limites supérieures de la densité de poissons et la qualité de l'habitat calculées à partir de la superficie utilisable pondérée. En général, la régression par quantile constitue une analyse utile pour estimer les effets des facteurs limitants lorsque les réactions écologiques sont très variables (Milhous et Bartholow 2006). Par exemple, Dunham et al. (2003) ont utilisé l'analyse de régression quantile pour décrire la densité de la truite fardée à titre de fonction des caractéristiques physiques de l'habitat. Toutefois, l'analyse de régression quantile présentée à la section 3.2.1.2 montre combien les valeurs isolées de l'adéquation du site relatives à la profondeur, à la vitesse et au substrat sont des facteurs de prévision médiocres en ce qui concerne la densité des poissons. De nombreuses autres variables abiotiques et biotiques sont susceptibles d'influencer la densité des poissons, mais ces variables n'ont pas été prises en compte dans l'étude. Par conséquent, l'analyse de régression quantile de la densité de poissons par rapport à la variable relative à l'adéquation du site selon le stade biologique et l'habitat pour la truite fardée versant de l'ouest dans le bassin versant de la rivière Elk ne révèle que quatre liens importants. Mais en appliquant la correction de Bonferroni pour les comparaisons multiples ($\alpha = 0,05/27=0,002$), ce

nombre est réduit à deux relations importantes; c'est-à-dire, la relation entre la vitesse et la densité des poissons au 0,8^{e} percentile de l'habitat de croissance des adultes et la relation entre le substrat et la densité des poissons au 0,95^{e} percentile pour l'habitat hivernal. L'analyse statistique ne permet pas d'assurer la fiabilité des données.

Description des termes et de l'analyse des données insuffisante. La *superficie utilisable pondérée* a été calculée comme suit : « Pour chaque cellule le long du transect, la probabilité d'utilisation du modèle de l'IQH en fonction de la profondeur de l'eau mesurée ou de la vitesse de l'eau de cette cellule a été multipliée par la superficie de la section transversale de manière à représenter la superficie utilisable dans chaque cellule. La somme des superficies utilisables sur tout le transect a été divisée par la superficie totale de la section transversale et c'est ce qui constitue l'adéquation du site. Quant au substrat, l'adéquation du site est le résultat de la somme des produits des proportions de particules obtenues à partir du dénombrement de cailloux dans chaque catégorie de taille et des probabilités de la version 5 du modèle d'IQH pour cette catégorie. »

Cette méthode de calcul de la SUP donne un résultat différent de celui obtenu par la méthode du système PHABSIM ou River2D. Normalement, la SUP changera selon le débit choisi dans la simulation du modèle, tandis que la SUP présentée par le promoteur semble être une valeur fixe selon la zone d'étude, ce qui est une hypothèse inappropriée. De plus, les renseignements concernant le nombre de cellules examinées sur la section transversale du transect sont manquants et devraient être ajoutés.

La surface de la zone de pêche a été estimée pour chaque site faisant l'objet d'une enquête, puis le nombre de poissons capturés à chaque site a été converti en densité de poissons standard par 100 m^{2}. Cette *estimation de la densité de poissons* a été réduite en divisant la densité de poissons dans un site donné par la valeur maximale de la densité de poissons observée, que l'on appelle *la densité relative de poissons*, qui a été utilisée comme mesure de la qualité de l'habitat. Cette méthode d'estimation est sensible aux valeurs de qualité de l'habitat qui seraient faussées sous l'influence d'une valeur aberrante dans l'ensemble de données sur la densité de poissons. Normalement, dans le calcul d'indices de qualité de l'habitat, l'observation d'un poisson individuel s'effectue en regroupant des catégories (intervalles d'une variable abiotique d'un habitat en particulier) (Bovee 1986). Par exemple, la profondeur de l'eau pourrait être classée dans les catégories de 0 à 19 cm, de 20 à 39 cm, de 40 à 59 cm, etc. Les multiples observations de chaque catégorie auraient pour effet de réduire au minimum le risque qu'une seule valeur aberrante fausse les autres points de données dans le processus de mise à l'échelle.

Recommandation

- Expliquer ce qui a motivé l'utilisation de la pêche à l'électricité plutôt que la plongée avec tuba afin d'appuyer le recours à une pratique non standard.
- Valider les courbes de l'IQH à l'aide d'observations sur le terrain tirées d'une méthode normalisée, p. ex., la fréquence d'utilisation d'un microhabitat par l'espèce de poissons ciblée.
- Comme le rapport de validation le mentionne, des renseignements provenant de profondeurs et vitesses supérieures seraient requis pour valider les courbes de l'IQH sur leur gamme complète et aux fins de prévisions concernant la qualité de l'habitat dans les tronçons de rivières plus profonds.

- Fournir des formules en regard des descriptions pour expliquer les calculs utilisés dans le rapport de validation. Selon la méthode de calcul de la SUP employée, le promoteur pourrait modifier le nom de cette variable afin que le lecteur ne croie pas à tort qu'il s'agit d'une SUP qui est le résultat de la méthode PHABSIM ou River2D.
- Regrouper les données sur la densité de poissons à différents intervalles, afin de s'assurer que la valeur maximale de la densité de poissons sera intégrée dans la moyenne avec d'autres valeurs dans le même intervalle de vitesse ou de profondeur. Ainsi, une éventuelle valeur aberrante poserait un moins grand risque lorsque cette méthode est utilisée pour la mise à l'échelle.

3.2 Évaluation de l'outil d'évaluation de l'habitat

3.2.1 Contexte de l'outil d'évaluation de l'habitat

L'outil d'évaluation de l'habitat a été conçu pour « déterminer les facteurs limitants et évaluer la réaction de la population en fonction des stratégies de gestion potentielles et des mesures de compensation de l'habitat » (p.ii du rapport sur l'outil d'évaluation de l'habitat »). Les auteurs concluent que la « population locale a été limitée par l'habitat de croissance de jeunes adultes et d'adultes ». Au moyen de diverses simulations, ils trouvent que leur conclusion était fondée et que la population n'était pas sensible aux modifications d'un type d'habitat en particulier.

Des modèles tels que l'outil d'évaluation de l'habitat sont des outils qui permettent d'organiser l'information de manière quantitative et d'analyser la situation d'une population et de ses liens avec l'habitat. Lorsque les renseignements sont plutôt difficiles à obtenir, les résultats du modèle sont moins fiables et pourraient être considérés comme des hypothèses plausibles à évaluer avec d'autres renseignements tels que des observations sur le terrain, des données ou des opinions d'experts. Comme plus d'information propre au site devient disponible, il est possible de faire des prédictions et des prescriptions détaillées.

Le modèle de population de base est une formule matricielle standard de Leslie, semblable au modèle de la truite fardée versant de Hildebrand (2003). Les paramètres clés, les taux de survie et de fécondité proviennent de différentes sources. Le modèle de base ne comporte pas de processus compensatoire ou dépendant de la densité, ce qui signifie que la population modèle connaîtra une croissance exponentielle sans limites (si les paramètres sont définis pour une croissance positive de la population). Afin de limiter la population, une valeur supérieure est imposée à chaque étape du cycle de vie des jeunes de l'année jusqu'aux adultes plus âgés. Les valeurs supérieures ont été tirées du modèle de la superficie par individu de Minns (2003) qui estime la densité des populations de poissons selon la taille des individus. La superficie de l'habitat a été estimée comme étant le produit de la zone de l'habitat pour chaque stade du cycle biologique, et une cote pour la qualité de l'habitat, ce qui a été utilisé conjointement avec la superficie par individu pour estimer l'abondance maximale possible, en fonction de l'habitat pour chaque étape du cycle biologique. Le déplacement des poissons a été modélisé pour permettre aux poissons adultes de se déplacer entre les tronçons de la rivière lorsque la capacité biotique est dépassée.

Le résultat principal, voulant que l'habitat des adultes soit un facteur limitant de la population modèle, doit être examiné attentivement, car cela pourrait avoir une incidence considérable sur les décisions de gestion relatives aux modifications de l'habitat. L'habitat peut devenir limitant pour le stade adulte seulement si les juvéniles passant au stade adulte et la survie des adultes sont importants au point où la densité des adultes dépasse la capacité biotique estimée. Dans d'autres cas, les stades juvéniles peuvent devenir un facteur limitant si l'abondance des

juvéniles est limitée par la capacité biotique de l'habitat et par un faible taux de survie des stades suivants, empêchant ainsi les adultes d'atteindre des densités qui s'approchent de la valeur plafond de leur habitat. Enfin, lorsque les taux de survie sont faibles, les populations pourraient ne jamais atteindre la capacité biotique de leur environnement. Les populations présentant un faible taux de survie peuvent être vulnérables à la disparition (Hildebrand 2003).

3.2.2 Examen des entrées de données, des paramètres et des hypothèses de l'outil d'évaluation de l'habitat et discussion de sa pertinence pour déterminer les habitats limitants et évaluer la réaction de la population de truite fardée versant de l'Ouest.

L'examen du modèle de l'outil d'évaluation de l'habitat présente d'importantes lacunes, exposées ci-dessous.

Paramètres des entrées : les taux de survie semblent être trop élevés. L'examen des paramètres d'entrée dans le modèle de base donne à penser que la conclusion d'une restriction de l'habitat des adultes peut provenir de l'utilisation de taux de survie très élevés pour la population adulte. Les auteurs ont utilisé un taux de survie annuel de 0,81, tandis que d'autres auteurs ont utilisé des valeurs de 0,35 (Hildebrand 2003) ou de 0,47 (Peterson *et al.* 2010) dans leurs modèles de population de truites fardées versant de l'Ouest. Des estimations directes des taux de mortalité des adultes sont disponibles pour la rivière Elk (Wilkinson 2009), et ils sont dans la plage de ces autres études. On ne sait pas exactement pourquoi les estimations tirées de la rivière Elk n'ont pas été utilisées comme point de départ pour la population adulte. L'utilisation du taux de survie élevé pour un niveau de recrutement donné démontre une population adulte trois fois plus importante qu'elle ne le serait si des estimations empiriques avaient été utilisées (équation 1,18 de Ricker [1975]). Il est ainsi beaucoup plus probable que la population adulte dépasse le plafond imposé par le calcul de l'habitat selon le modèle de la superficie par individu.

Le modèle matriciel a été défini par l'ajustement des taux de survie des jeunes de l'année pour atteindre un taux de croissance de la population de 1,93, ce qui signifie qu'en un an, la population atteindra presque le double de sa taille si en dessous de sa capacité biotique. La valeur est tirée des estimations de production et de biomasse pour une population d'ombles de fontaine; toutefois, selon les données de Randall et Minns (2000), le cycle biologique de l'omble de fontaine est très différent de celui des truites fardées versant de l'ouest. Cette valeur semble extrêmement élevée pour une population figurant sur la liste de conservation, plus particulièrement si des facteurs anthropiques risquent d'entraver sa survie. Par contre, Hildebrand (2003) et Peterson *et al.* (2010) ont mis au point des modèles presque identiques pour les populations de truites fardées versant de l'ouest des États-Unis et ont corrigé le taux de survie des jeunes de l'année pour atteindre des taux de croissance de 1,008 et 1,06, des valeurs qui entraînent une croissance très lente de la population.

Recommandation

- Le modèle devrait être repris avec des valeurs plus appropriées pour les jeunes de l'année et pour les taux de survie des adultes. Il faut justifier l'utilisation d'un taux en ayant recours à la meilleure information empirique disponible, y compris l'état actuel et les tendances de la population.
- Des scénarios où le taux de croissance de la population varie du déclin à la croissance en passant par la stabilité pourraient être utiles pour établir des valeurs de rechange pour les jeunes de l'année ou d'autres taux de survie (pour un exemple, voir Peterson *et al.* [2010]). Des trajectoires de la population selon différents scénarios peuvent servir

à établir la façon dont la population est sensible à l'évolution de la superficie de l'habitat (p. ex., la capacité biotique) par rapport aux facteurs qui influent sur le taux de survie (qualité de l'habitat, qualité de l'eau ou autres agents de mortalité).

- Une analyse de sensibilité doit être menée sur tous les principaux paramètres à l'aide d'une version simple et déterministe du modèle. L'analyse de l'élasticité fournie évalue uniquement les aspects de la croissance de la population indépendants de la densité.

Hypothèses du modèle : Le modèle de superficie par individu est utilisé incorrectement. Le promoteur a utilisé la relation du modèle de superficie par individu pour les lacs que l'on retrouve dans Minns (2003). Cette relation a été tirée de la compilation des relations allométriques de Randall et al. (1995) entre la taille et l'estimation de l'abondance et de la production pour des échantillons provenant de populations entières de poissons et prélevés partout dans le monde. Il existe des relations distinctes pour les lacs et les rivières dans Randall et al. (1995); pour une taille moyenne de poisson donnée, la densité des populations de poissons de cours d'eau est de 3 à 5 fois plus élevée que celle des lacs. De plus, il existe des données montrant que la densité des espèces individuelles est bien inférieure à la moyenne de la population (Randall et Minns (2003); la densité de chacun des stades biologiques ou des classes d'âge peut être encore plus faible.

Quel que soit le niveau de regroupement des données, la tendance à la baisse de la densité avec l'augmentation de la taille est solide, avec une pente de -0,8 à 1,0 pour les régressions basées sur la masse. On ne sait pas exactement quelle incidence l'utilisation de la relation de la population de lac a sur la prévision des densités maximales de chacun des stades biologiques d'un salmonidé de cours d'eau, et son utilisation n'est pas défendable, compte tenu de la disponibilité des solutions de rechange plus pertinentes.

Dans le modèle de l'outil d'évaluation de l'habitat, on suppose que la densité dérivée du modèle de superficie par individu correspond à la densité maximale (c.-à-d., celle qui serait observée à la capacité biotique) qui serait observée dans les habitats optimaux. Toutefois, on ne dispose d'aucune information sur la qualité de l'habitat ou d'autres processus de population qui déterminent l'abondance pour les données compilées par Randall et al. (1995). Les densités observées dans la compilation de Randall et al. (1995) peuvent être le résultat d'une limitation dépendante de la densité pour les stades échantillonnés ou d'une limitation de l'un des stades biologiques antérieurs qui pourrait même ne pas être disponible pour l'équipement d'échantillonnage. Par conséquent, les estimateurs de régression en fonction des tendances centrales des données fournissent des estimations de densités « types » ou observées, qui ne sont pas nécessairement les densités maximales dans les habitats optimaux comme le suppose le promoteur.

Recommandation

- Envisager d'utiliser l'une des nombreuses relations taille-abondance chez les salmonidés de cours d'eau (p. ex., Allen, 1969). L'établissement de capacités propres aux divers stades biologiques à l'aide des données des salmonidés de cours d'eau est plus justifié que l'utilisation des paramètres tirés de compilations à grande échelle de différentes populations de poissons.
- S'assurer que la modélisation de la qualité de l'habitat est cohérente avec les données et les paramètres connexes, quelle que soit leur relation avec la densité empirique utilisée. Si les données sont issues d'une sélection aléatoire des habitats ou des endroits, cela devra être pris en compte dans le processus de notation de l'habitat. Il pourrait être approprié d'utiliser une régression quantile pour estimer les densités

supérieures à la moyenne comme une approximation de la capacité biotique dans les habitats optimaux.

- Fournir un tableau de la taille présumée des poissons pour chaque stade du modèle et la prévision de densité connexe provenant du modèle de la superficie par individu. Il semble que les densités maximales pour les stades d'hivernage aient également été utilisées, mais leur origine n'est pas documentée.
- Utiliser l'analyse de la sensibilité dans les exécutions du modèle déterministe pour apprendre comment les plafonds de densité de chaque stade contribuent à la régulation de la population et dans quelle mesure les résultats sont sensibles aux valeurs exactes choisies.

3.2.4 Examen du modèle spatial

Le modèle spatial n'est pas crédible tel qu'il est présenté. Les modèles généralisés spatialement explicites aident à comprendre les processus de population, fournissent une orientation très large et génèrent des hypothèses vérifiables. Cependant, ils s'appuient sur un certain nombre d'hypothèses structurelles sur les profils de déplacement et le comportement du poisson et potentiellement un grand nombre de paramètres. Un modèle entièrement numérique, comme celui qui est proposé dans le présent document, sera utile uniquement pour les décisions de gestion, s'il existe une solide base de soutien empirique pour la structure du modèle et les paramètres choisis. Il devrait être possible de valider le modèle par rapport aux données indépendantes, bien que cela puisse s'avérer difficile.

Les auteurs reconnaissent que le rôle des déplacements sur la productivité de la population représente une incertitude importante. Les observations de poissons qui se déplacent d'un site d'implantation d'étiquettes pour frayer à un autre endroit sont interprétées comme étant un « retour » (ce qui suppose un comportement reproductible), plutôt qu'un choix de l'habitat. Les hypothèses sur les déplacements (ou l'absence de déplacements) sont formulées pour chaque stade biologique, et d'autres hypothèses sont formulées sur le rôle des processus liés à la densité qui affectent les déplacements. Ces hypothèses sont toutes plausibles d'un point de vue biologique, mais nous ignorons lesquelles sont réellement pertinentes à la population de la rivière Fording. Aucune distinction n'est faite concernant le rôle des principaux habitats (en particulier, les affluents) sur la production.

L'évaluation est également entravée par le manque de détails dans le rapport sur l'outil d'évaluation en ce qui concerne les processus modélisés, les valeurs des paramètres, la taille de la population, les trajectoires du modèle, la durée de la simulation et d'autres renseignements de base. Par exemple, on retrouve une série de paramètres au tableau 6 concernant le déplacement, mais aucune valeur n'est fournie. Dans la section 2.1.5.1, on indique que « lorsque la densité des nids de frai atteint la capacité biotique, certains poissons reproducteurs pourraient se déplacer vers une autre zone »; pourtant, à la section 2.2, il est indiqué que « le modèle intègre la dépendance à la densité à chaque stade du cycle biologique pour chaque saison, à l'exception de la période du frai » (c'est nous qui soulignons). Ce manque de clarté et de précision dans la description du modèle contribue à son manque de crédibilité.

Un modèle spatial généralisé peut présenter une certaine valeur pour formaliser la réflexion sur les processus de population, mais il semble improbable présentement qu'il puisse fournir des conseils de gestion crédibles sur les habitats spécifiques du bassin de la rivière Fording. Le modèle spatial peut fournir des inférences utiles (ou générer des hypothèses) au sujet des combinaisons d'hypothèses et de paramètres les plus susceptibles d'apporter d'importantes

différences dans les mesures de gestion qui pourraient être fondées, par exemple sur des méthodes basées sur l'habitat.

Recommandation

- Si cette composante du modèle doit être mise en œuvre, nous suggérons aux auteurs de clairement et soigneusement documenter toutes les composantes du modèle un utilisant une terminologie, des symboles et des tableaux de valeurs uniformes pour les intrants, les extrants et la structure du modèle. Des équations devraient remplacer les descriptions verbales des règles de déplacement.
- Les composantes stochastiques du modèle devraient être supprimées. Il existe beaucoup d'incertitudes importantes avec la structure du modèle et les paramètres déterministes correspondants qui doivent être examinées avant que les incertitudes et la variabilité ne soient ajoutées. De simples tendances temporelles déterministes sur l'abondance de la population (voir Hildebrand 2003) sont probablement tout ce dont nous avons besoin pour comprendre le modèle et pour comparer des ensembles d'hypothèses différents sur les déplacements et sur les habitats. Le modèle déterministe est également plus approprié pour déterminer les effets les plus probables des dommages graves sur la productivité des pêches et si les mesures de compensation proposées peuvent contrebalancer ces dommages.

3.2.5 Examen des liens entre les habitats et les populations

Les liens entre les habitats et les populations sont inadéquats pour les gestionnaires. Les renseignements sur l'habitat propres au site et une évaluation de l'importance de cet habitat sur les processus de population sont nécessaires afin d'évaluer la perte potentielle de la productivité des pêches associée à une modification de l'habitat, ou les prévisions de gains découlant des mesures de compensation. Comme indiqué par les membres du sous-comité du Groupe de travail sur le poisson et l'habitat du poisson, l'incohérence de l'analyse qualitative de la qualité de l'habitat et le manque de clarté (p. 12 du rapport sur l'outil d'évaluation de l'habitat) concernant la façon dont les notes ont été intégrées au modèle nuisent à l'utilité de cette approche. Par exemple, la méthode utilisée pour calculer le paramètre E qui définit la cote de l'habitat (équation 10) n'est pas décrite dans la documentation. Les zones d'habitat du bras principal de la rivière Fording indiquées à l'Annexe E semblent être de la pleine largeur du chenal pour certains types de mésohabitats, mais on ne sait pas vraiment si tout cet habitat est utilisable pour les jeunes poissons au cours de toutes les saisons et si tous les autres types de mésohabitats sont complètement inappropriés. Vraisemblablement, l'élaboration des courbes de l'IQH permettra une quantification plus précise de l'habitat disponible.

Recommandation

- En tant que précurseur et remplacement possible du modèle spatial détaillé, une analyse approfondie des renseignements disponibles sur les poissons et sur leur habitat dans la zone d'étude, appuyée par des inférences sur d'autres populations de truites fardées versant de l'ouest, est nécessaire afin d'orienter la réflexion au sujet de l'importance des habitats particuliers du bassin sur la productivité de la population, et d'identifier clairement les lacunes dans la base de données actuelle.

4.0 Conclusions

Des analyses et des rétroactions antérieures sur l'IQH et l'outil d'évaluation de l'habitat ont montré des lacunes, un manque de clarté et des préoccupations en ce qui concerne le

caractère adéquat des études. Ces analyses confirment un certain nombre de lacunes dans les données, les paramètres et les hypothèses de modélisation, aussi bien dans la validation des courbes du modèle d'IQH que dans le modèle d'outil d'évaluation de l'habitat.

Les principales observations, conclusions et recommandations de ces analyses sont les suivantes :

- De façon générale, on constate un manque de clarté et l'absence d'une documentation normalisée, de même qu'une utilisation incohérente de la terminologie concernant la saisie des données, les paramètres et les hypothèses, dans les descriptions de l'indice de qualité de l'habitat et de l'outil d'évaluation de l'habitat. Cette situation réduit la capacité d'évaluer le caractère adéquat de l'IQH et de l'outil d'évaluation de l'habitat et mine la confiance accordée aux résultats.
- La description des courbes de l'IQH ne présente pas adéquatement la méthode selon laquelle les courbes de l'IQH individuelles seront intégrées dans un modèle d'IQH, ou ne décrit pas adéquatement comment elles seront utilisées pour calculer une superficie utilisable pondérée appropriée. Par conséquent, cette analyse ne représente pas un modèle d'IQH véritable. Cette situation réduit la capacité d'évaluer la pertinence et le caractère adéquat des courbes de l'IQH.
- La méthode utilisée pour valider les courbes de l'IQH pour l'espèce n'était pas une méthode classique; un échantillonnage de plus de données (2012 à 2014) avec la même méthode d'échantillonnage n'a pas permis d'augmenter le niveau de confiance dans les données, ce qui indique que la méthodologie présentée et les résultats du projet de validation ne parviennent pas à démontrer une opinion d'expert fiable basée sur les courbes de l'IQH. Sans l'utilisation d'une méthode standardisée ou une démonstration que la méthode du promoteur (densité des poissons sur une méso-échelle) produit des résultats comparables ou identiques à la méthode standard (présence ou absence du poisson sur une micro-échelle), on ne peut guère accorder de confiance à l'égard des courbes de l'IQH des opinions d'experts ou des recommandations présentées dans la soumission du promoteur.
- L'outil d'évaluation de l'habitat, tel qu'il est présenté, est un modèle numérique multi-composantes complexe. Le modèle actuel semble trop complexe, étant donné le niveau de données disponibles et la compréhension générale de la truite fardée versant de l'ouest dans la zone de la rivière Fording. En dépit de la complexité, l'outil d'évaluation de l'habitat ne semble pas utiliser les meilleures données et information dans sa formulation et son paramétrage. Un modèle simplifié et revu devrait être en mesure de reproduire l'état actuel de la population de truites fardées versant de l'ouest, comme le révèlent les études parallèles sur le terrain.
- L'analyse de la dynamique démographique doit inclure les tendances temporelles de l'abondance et les densités prévues de chaque stade biologique aux fins de comparaison avec les observations sur le terrain. Quelques scénarios différents en matière de valeurs des paramètres ou des hypothèses structurelles devraient être élaborés afin de couvrir un éventail de conditions potentielles. Le modèle peut ensuite être utilisé pour calculer le changement dans la population associé aux modifications de l'habitat à l'aide de scénarios afin d'examiner la robustesse de ces conclusions.
- Un modèle de processus de population des truites, simple mais bien conçu, documenté et analysé, peut être utile au cours de la discussion sur les répercussions et les mesures de compensation pour la population de truites fardées versant de l'ouest de la rivière

Fording. Une approche plus descriptive ou empirique, fondée sur la qualité de l'habitat et des observations sur l'abondance et la répartition du poisson, pourrait être plus appropriée pour la prise des décisions de gestion.

- Le modèle spatial peut être utile dans un rôle de soutien pour fournir une orientation concernant les répercussions potentielles des déplacements des poissons, ce qui, à son tour, fournit un aperçu de l'efficacité des mesures de gestion proposées, mais des renseignements plus détaillés propres au site sont nécessaires avant qu'il puisse fournir une orientation directe pour la prise de décisions de gestion.

Collaborateurs

Collaborateur	Organisme d'appartenance
Mike Bradford, Ph. D	Secteur des sciences du MPO, région du Pacifique
Eva Enders, Ph. D	Secteur des sciences du MPO, Région du Centre et de l'Arctique
Lesley MacDougall	Centre des avis scientifiques du MPO, région du Pacifique
Dale Desrochers	Programme de protection des pêches du MPO, région du Pacifique

Approuvé par

Carmel Lowe
Directeur régional
Direction des sciences, Région du Pacifique
Pêches et Océans Canada

Le 19 août 2015

Sources de renseignements

Ahmadi-Nedushan, B., St-Hilaire, A., Bérubé, M., Robichaud, E., Thiemonge, N., Bobée, B. 2006. A review of statistical methods for the evaluation of aquatic habitat suitability for instream flow assessment. Riv. Res. Appl. 22: 503-523.

Allen, K.R. 1969. Limitations on production in salmonid populations in streams. Pages 3-20 *in* T.G. Northcote, editor. Symposium on salmon and trout in streams. H.R. Macmillan Lectures in Fisheries. Institute of Fisheries, The University of British Columbia, Vancouver, British Columbia, Canada.

Anderson, K.E., Paul, A.J., McCauley, E., Jackson, L.J., Post, J.R., Nisbet, R.M. 2006. Instream flow needs in streams and rivers: the importance of understanding ecological dynamics. Front. Ecol. Environ. 4: 309-318.

Bovee, K.D. 1986. Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology. USDI Fish and Wildlife Service Instream Flow Information Paper No. 21 FWS/OBS-86/7, Washington, DC. 235 p.

Bovee, K.D., Lamb, B.L., Bartholow, J.M., Stalnaker, C.B., Taylor, J., Henriksen, J. 1998. Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology: US Geological Survey Information and Technology Report 1998-0004. 130 p.

Bradford, M.J., Randall, R.G., Smokorowski, K.E., Keatley, B.E., Clarke, K.D. 2014. Cadre d'évaluation de la productivité des pêches destiné au Programme de protection des pêches correspondant. Secr. can. de consult. sci du MPO, Doc. de rech. 2013/067. v + 31 p.

Clarke, K.D., Bradford, M.J. 2014. A Review of equivalency in offsetting policies. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/109. v + 18 p.

COSEPAC. 2006. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la truite fardée versant de l'ouest (*Oncorhynchus clarkii lewisi*) (population de la Colombie-Britannique et population de l'Alberta) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 77 p. (Consulté le 14 août 2015).

Dunham, J.B, Young, M.K., Gresswell, R.E., Rieman, B.E. Effects of fire on fish populations: landscape perspectives on persistence of native fishes and nonnative fish invasions. For. Ecol. Manage 178 (2003) 183-196.

De Kerckhove, D.T., Smokorowski, K.E., Randall, R.G. 2008. A primer on fish habitat models. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2817: iv + 65 p.

MPO. 2013. Politique d'investissement en matière de productivité des pêches : Guide sur les mesures de compensation à l'intention des promoteurs de projet. Numéro de catalogue : Fs23-596/2013F-PDF. (Consulté le 14 août 2015).

Geer, W.H. 1987. A method for treatment of data from the Instream Flow Incremental Methodology for instream determination. Pages 1-25, *in* Regulated Streams: Advances in Ecology by J.F. Craig and J.B. Kemper (eds.) Springer, New York, USA.

Harrelson, C.C., Rawlins, C.L., Potyondy, J.P. 1994. Stream channel reference sites: An illustrated guide to field technique. Gen. Tech. Rep. RM-245. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.

Hayes, J.W., Stark, J.D., Shearer, K.A. 2000. Development and test of a wholelifetime foraging and bioenergetics growth model for drift-feeding brown trout. Trans. Am. Fish. Soc. 129: 315-332.

Heggenes, J., Krog, O.M.W., Lindas, O.R., Dokk, J.G., Bremnes T. 1993. Homeostatic behavioural responses in a changing environment: Brown trout (*Salmo trutta*) become nocturnal during winter. J. Anim. Ecol. 62: 295-308.

Hildebrand, R.H. 2003. The roles of carrying capacity, immigration, and population synchrony on persistence of stream-resident cutthroat trout. Biol. Conserv. 110: 257-266.

Jenkins, A.R., Keeley, E.R. 2010. Bioenergetic assessment of habitat quality for stream-dwelling Cutthroat Trout (*Oncorhynchus clarkii bouvieri*) with implications for climate change and nutrient supplementation. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 67: 371-385.

Larocque, S.M., Hatry, C., Enders, E.C. 2014. Development of habitat suitability indices and bioenergetics models for Arctic grayling (*Thymallus arcticus*). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3097: vi + 57 p.

Milhous, R.T., Bartholow, J.M. 2006. Two analytical approaches for quantifying physical habitat as a limit to aquatic ecosystems. Intl. J. Riv. Bas. Mgmt 4: 191-199.

Minns, C.K. 2003. An area-per-recruit (API) model for estimating critical habitat requirements for aquatic species at risk. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/074. 23 p.

Minns, C.K., Randall, R.G., Smokorowski K.E., Clarke, K.D., Vélez-Espino, A., Gregory R.S., Courtenay, S., LeBlanc, P. 2011. Direct and indirect estimates of the productive capacity of fish habitat under Canada's Policy for the Management of Fish Habitat: Where have we been, where are we now, and where are we going? Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 68: 2204-2227.

Peterson, D.P. Rieman, B.E., Young, M.K., Brammer, J.A. 2010. Modeling predicts that red trampling by cattle may contribute to declines of native trout. Ecol. Appl. 20: 954-966.

Poesch, M.S., Curtis, J.M.R., Koops, M.A. 2012. A primer on quantitative approaches for setting recovery targets and identifying critical habitat for species at risk. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2983: vii + 40 p.

Randall, R.G., Minns, C.K. 2003. Using density-fish size relationships to predict the habitat area of species-at-risk in the Great Lakes. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/073. 9 p.

Randall, R.G., Minns, C.K. 2000. Use of fish production per unit biomass ratios for measuring the productive capacity of fish habitats. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1657-1667.

Randall, R.G., Bradford, M.J., Clarke, K.D., Rice, J.C. 2013. A science-based interpretation of ongoing productivity of commercial, recreational or Aboriginal fisheries. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/112. iv + 26 p.

Randall, R.G., Kelso, J.R.M., Minns, C.K. 1995. Fish production in freshwaters: Are rivers more productive than lakes? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52: 631-643.

Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. Fish. Res. Board Can. 194: 1-382.

Rosenfeld, J. 2003. Assessing the habitat requirements of stream fishes: an overview and evaluation of different approaches. Trans. Am. Fish. Soc. 132: 953-968.

Rosenfeld, J.S., Leiter, T., Lindner, G., Rothman, L. 2005. Food abundance and fish density alters habitat selection, growth, and habitat suitability curves for juvenile Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62: 1691-1701.

Stalnaker, C., Lamb, B.L., Henriksen, J., Bovee K., Bartholow, J. 1995. The Instream Flow Incremental Methodology – A Primer for IFIM. National Biological Service. U.S. Department of the Interior, Biol. Rep. 29. 44 p.

Vadas, R.L. Jr., Orth, D.J. 2001. Formulation of habitat suitability models for stream fish guilds: do the standard methods work? Trans. Am. Fish. Soc. 130: 217-235.

Wilkinson, C.E. 2009. Sportfish population dynamics in an intensely managed river system. M.Sc. Thesis, University of British Columbia, June 2009. 153 p. (Consulté le 14 août 2015).

Le présent rapport est disponible auprès du :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région du Pacifique
Pêches et Océans Canada
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6N7

Téléphone : (250) 756-7208
Courriel: csap@dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet: www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-3815
© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2015

La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2015. Examen de l'applicabilité du modèle d'indice de qualité de l'habitat (IQH) et du modèle d'outil d'évaluation de l'habitat pour l'évaluation des caractéristiques de l'habitat de la truite fardée versant de l'ouest et de la productivité associée. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2015/034.

Also available in English:

DFO. 2015. Review of the applicability of Habitat Suitability Index (HSI) Model and Habitat Assessment Tool (HAT) for assessment of Westslope Cutthroat Trout habitat characteristics and associated productivity. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2014/034.